

DESENVOLVIMENTO DE MODELO DIGITAL DE TERRENO 3D PARA DETERMINAÇÃO DE TAXA DE FLUXO DE LIXIVIADO EM ATERROS CONTROLADOS SEM DADOS OPERACIONAIS UTILIZANDO PRODUTOS CARTOGRÁFICOS DIGITAIS OBTIDOS COM VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO

Gustavo Aiex Lopes (*), Amarildo da Cruz Fernandes

* Universidade Federal do Rio de Janeiro, gustavoaiex@poli.ufrj.br

RESUMO

A quantificação da taxa de fluxo de lixiviado em aterros sanitários envolve a análise de vários parâmetros e suas interações no tempo e no espaço, principalmente devido à degradação de resíduos na área de disposição. Modelos utilizando Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são capazes de processar uma enorme quantidade de dados espaciais, no entanto foram utilizados até o momento somente para identificar as melhores áreas de construção de aterros. Para suprir a inexistência de dados em áreas sem registros operacionais, como volume de resíduos aterrados, foi desenvolvido um Modelo Digital de Terreno 3D gerado a partir de produtos cartográficos digitais obtidos com Veículo Aéreo não Tripulado (VANT). Os parâmetros obtidos a partir do modelo permitiram o cálculo da taxa de fluxo de lixiviado utilizando o método do balanço hídrico global adaptado em um ambiente de sistemas de informações geográficas. O produto cartográfico obtido com o VANT mostrou uma precisão de 4,3 cm. Utilizando o ambiente SIG – ArcGIS - obteve-se a área real de superfície e o volume de resíduos aterrados, respectivamente de 36.770,96 m² e 535.755,79 m³. Os parâmetros obtidos a partir do modelo 3D foram utilizados para quantificar a taxa de fluxo de lixiviado, obtendo como resultado um volume máximo de 16.623 m³ em 2009. O desvio entre os dados reais médios e os estimados do balanço hídrico foi de 7,02% inferior, demonstrando que o modelo pode ser aplicado para determinação da taxa de fluxo de lixiviados gerado em uma área de aterros de Resíduos Sólidos Municipais que não possuem dados operacionais e precisam ser recuperadas para não causarem impactos negativos nos compartimentos ambientais.

PALAVRAS-CHAVE: taxa de fluxo de lixiviado, modelo digital de terreno 3D, sistemas de informações geográficas, resíduos sólidos municipais.

INTRODUÇÃO

A disposição no solo de Resíduos Sólidos Municipais (RSM) ainda é considerada a forma mais econômica de gestão adotada em quase todos os países do mundo. Embora existam outras técnicas mais vantajosas tanto energeticamente (e.g., incineração) quanto em redução de volume aterrado (e.g. tratamento biológico e mecânico), os resíduos que não forem reintroduzidos nos sistemas são descartados de preferência em aterros sanitários ou outras áreas não controladas pela administração pública (Wu et al., 2015)

A gestão de RSM depende principalmente de planos estruturados e investimentos, uma questão difícil nos países em desenvolvimento (Srivastava et al, 2015.) É importante considerar que o gerenciamento irregular das atividades de gestão de RSM ocasiona impactos ambientais negativos. Observam-se impactos em escala local como a contaminação do solo, da água superficial e das águas subterrâneas e em escala global como emissões de gases do efeito estufa, principalmente metano e dióxido de carbono (Atta et al., 2015). A possibilidade de ocorrer impactos deve-se a formação de dois efluentes específicos: biogás de aterro e lixiviado.

As características do lixiviado e do biogás estão intimamente ligadas à fase de degradação da matéria orgânica e são variáveis no tempo. Os aspectos qualitativos do lixiviado e do biogás dependem da interação de vários fatores como: características dos RSM, condições climáticas, variáveis específicas do local (e.g. tipo de solo de cobertura, declividade) e do tipo de operação das atividades na área. A identificação dessas características é primordial para o desenvolvimento dos sistemas de tratamentos a serem adotados. (Zairi et al, 2014)

Com o advento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil algumas formas de gerenciamento de RSM como “lixões” e aterros controlados não são mais permitidos. O novo quadro jurídico impôs a todos os municípios do país a adequação de suas áreas de disposição de RSM e a utilização da melhor tecnologia para gestão, gerenciamento, controle e recuperação das áreas de disposição irregulares, com prazo de desenvolvimento de ações até o final do ano de 2015, no entanto esse prazo foi prorrogado para 2017 e 2021, conforme o tamanho da população de cada município.

A PNRS estabeleceu ainda o conceito de área órfã contaminada: área contaminada em que não é possível identificar ou individualizar os responsáveis pela ação. Destaca-se que a maioria dos “lixões” e dos aterros controlados enquadram-se como áreas órfãs, tornando-se assim passivos ambientais de proporções continentais, em que a responsabilidade para sua remediação é da administração pública. Segundo relatório da Abrelpe (2016) existe 3326 unidades de disposição irregular no território brasileiro, entre elas “lixões” e aterros controlados.

A situação atual da gestão de RSM no Brasil evoluiu lenta e gradualmente entre 2000 e 2014, indicando um aumento de 22,9% para a disposição em aterros sanitários e uma queda de 15,1% para a disposição em “lixões”. A disposição em aterros controlados se manteve constante em torno de 24% de todo resíduo produzido no país durante esses anos (ABRELPE, 2016). De acordo com o Sistema Nacional de Informação de Saneamento, dentre as 92 cidades do estado do Rio de Janeiro, 45 apresentaram informações sobre as unidades de processamento de RSM. Entre as cidades que apresentaram informações, 53% operam aterros sanitários, 19% operam aterros controlados e 28% apresentam “lixões” em operação. 33% dos aterros controlados do estado do Rio de Janeiro não apresentam impermeabilização de base, 46% dos aterros controlados não apresentam infraestrutura de captação de gases, 72% de todas as unidades de tratamento não recuperam o biogás e 40% de todas as unidades recirculam o lixiviado. Os dados apresentados em novembro de 2016 refletem a realidade da maioria dos estados brasileiros e indicam a necessidade urgente de mitigar os passivos ambientais relacionados à disposição irregular de RSM. (SNIS, 2016)

Neste contexto de remediação de áreas contaminadas e poluídas e quantificação dos impactos, observa-se que diversos modelos matemáticos foram desenvolvidos para estimar adequadamente a taxa de fluxo de lixiviado (avaliação hidrológica do desempenho de aterro sanitário - HELP, balanço hídrico adaptado, lei generalizada de Darcy para líquidos em meios porosos), a geração de gases de aterros (reações cinéticas de primeira ordem, modelo de degradação biológica combinado com modelo estocástico de transporte hidrológico de contaminante e Modulo 2) e para determinação das melhores áreas para a construção de aterros (análise multicritério combinada com análise espacial, sensores remotos combinados com SIG e análise espacial multicritério).

A quantificação dos efluentes é primordial para o desenvolvimento de sistemas de tratamento e planos de recuperação de áreas degradadas. Apesar da evolução dos diversos modelos não foi identificada um método integrado de aquisição de dados que combinasse SIG - análise espacial – sensoriamento remoto – geração de lixiviado e geração de biogás.

Somam-se a este cenário as incertezas das estimativas de dados nacionais das emissões de gases de efeito estufa no setor de tratamento de RSM, identificadas no Segundo Inventário Brasileiro de Emissões (incertezas de 56%) e no terceiro (incertezas de 23%). Os cálculos estão sujeitos à contestação devido à simplificação adotada no modelo e influenciam na geração de lixiviado. (MCTI, 2015)

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é apresentar uma metodologia de quantificação da taxa de fluxo de lixiviado de um aterro controlado que não possui dados de operação utilizando um modelo digital de terreno 3D para determinação do principal parâmetro do modelo. A quantificação de biogás ocorre simultaneamente durante a modelagem da taxa de fluxo de lixiviado. A inexistência de registros operacionais de “lixões” e aterros controlados representa a realidade de diversos municípios brasileiros em que essas áreas órfãs deveriam estar em processo de remediação devido aos prazos estipulados na PNRS.

A utilização de produtos cartográficos digitais obtidos com VANT para estimativa de lixiviado em aterros é a principal inovação em relação às metodologias utilizadas. O uso das ferramentas de geoprocessamento foi direcionado para a determinação de volume de RSM aterrados (um dos principais parâmetros de entrada nos modelos) e combinado com outros métodos como o balanço hídrico global adaptado e cinéticas de reações de decaimento de primeira ordem, os quais promoveram a estimativa da taxa de fluxo de lixiviado em uma área de recuperação.

METODOLOGIA

Foram caracterizados três parâmetros principais: (i) volume de resíduos aterrados; (ii) geração de biogás de aterro e (iii) taxa de fluxo de lixiviado. O primeiro parâmetro foi modelado independentemente dos outros dois.

LEVANTAMENTO TOPOGRÁFICO PLANIALTIMÉTRICO REALIZADO COM VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO

A determinação do volume de RSM aterrados foi realizada com um VANT em que suas principais características são: controladores de voo internos, sistema de posicionamento global, radio telemetria - open source, seis motores, rádio controle FrSky Taranis X9D, sistema de redundância para falha de motores e sensores, bateria de Lipo (lítio-polímero) com 4 células de 16.000 miliampere-hora, hélices dobráveis, fuselagem em fibra de carbono, suporte para estabilização de câmera, velocidade máxima horizontal de 90 km.h⁻¹, velocidade máxima vertical de 14 km.h⁻¹, máximo alcance do rádio controle de 1,5 km, tempo de voo com a bateria Lipo de 40 minutos e capacidade de carga de 3 kg.

As aerofotos foram obtidas usando uma câmera digital de pequeno formato acoplada ao VANT – Canon PowerShot S-100 de 12 megapixels, tamanho de pixel: 1.86161x 1.86161, sem pré-calibramento, distância focal de 5.2 mm, lente f/2.0, velocidade de obturação máxima de 1/13 s, tamanho da imagem 4000 x 3000 e rastreador de Sistema de Posicionamento Global - GPS - embutido.

A metodologia utilizada para obtenção dos produtos cartográficos utilizando o VANT foi realizada em três etapas: (i) planejamento de voo; (ii) execução do voo e (iii) pós-processamento das imagens.

As três etapas foram subdivididas conforme o seguinte roteiro: 1- indicação da área de interesse com a definição da precisão a ser adotada (distância de amostragem do solo: Ground Sample Distance - GSD de 4 cm, ou seja, cada pixel da imagem representa 4 cm no terreno – 16 cm²); 2 - definição de dois planos de voo no software Mission Planner; 3 - definição da quantidade de pontos de apoio terrestre - PAT (PAT são utilizados para fazer a relação entre o sistema de coordenadas da imagem da fotografia com o sistema de coordenadas do terreno); 4 - instalação de alvos em campo (PAT materializados em uma lona preta e branca de 0,40 m x 0,40, ou seja, é uma marcação artificial no terreno que pode ser identificada em fotografias aéreas, proporcionando assim medições mais precisas das coordenadas dos pontos de apoio necessárias para orientação das aerofotos); 5 - transferência do plano de voo para o VANT Vortex One; 6 – Ativação manual para decolagem do VANT com a câmera acoplada, de acordo com os planos de voo estabelecidos.; 7 – Acionamento do piloto automático a partir de altura pré-determinada e execução do plano de voo; 8 - após término de cada voo, as fotos da câmera são transferidas para um computador portátil para verificação do processo de captação das imagens; 9 – georreferenciamento dos pontos de apoio, usando a Tecnologia de Sistema Global de Navegação por Satélite– GNSS, conforme descrição a seguir: implementação de uma base de suporte fixa para o equipamento – GNSS BASE, com um receptor GNSS Hi-Target V30 L1/L2 n° de série 006434, com intervalo de gravação de 1' e Máscara de elevação de 15°. Após é realizado o rastreamento de cada alvo implantado com o receptor GNSS Hi-Target V30 L1/L2 - número de série 006435 (equipamento móvel GNSS), utilizando a técnica RTK (Real Time Kinetic - Processamento em Tempo Real) em que as correções são instantâneas aumentando a precisão ao nível dos centímetros; 10 – Os dados do GNSS fixo (BASE) são descarregados e processados usando o serviço do Instituto Brasileiro de Geografia e estatística - Posicionamento por Ponto Preciso (PPP), obtendo-se a coordenada da base georreferenciada ao DATUM SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas). A altitude acima do nível médio do mar é determinada através da diferença da superfície geoidal e elipsoidal de referência; 11 - depois que as coordenadas dos alvos foram coletadas com GNSS MÓVEL, essas são ajustadas de acordo com as novas coordenadas da BASE (georreferenciadas ao DATUM SIRGAS2000); 12 – para correção das alturas, utilizou-se o modelo MAPGeo2015 (open source) em que é calculado o valor da ondulação Geoidal para os pontos, convertendo-se a Altitude Geoidal (referenciada ao Geóide) em Altitude Ortométrica (referenciada ao nível do mar); 13 – utilizou-se o software Agisoft PhotoScan (tecnologia de reconstrução 3D multiview com pelo menos duas imagens distintas) para o pós-processamento dos dados coletados em campo (fotos aéreas e coordenadas dos alvos): primeiro, a câmera é calibrada baseada nos dados de arquivos de imagem intercambiável das fotografias aéreas, após, o alinhamento das fotos a partir dos pontos em comum entre as fotografias e os pontos de apoio no solo é realizado automaticamente e por fim o software gera uma nuvem de pontos feita por meio de medições de similaridade entre as imagens sobrepostas identificando as coordenadas tridimensionais (x, y, z) da superfície fotografada – correlação de imagens.

Foram utilizados 14 PAT para orientação das aerofotos e também como pontos de referência para avaliação da acurácia do modelo digital de terreno 3D. Obtiveram-se os seguintes produtos cartográficos: imagens em mosaico georreferenciadas, 120 curvas de nível a cada metro e nuvem de pontos da área indicada (densa e esparsa).

MODELO DIGITAL DE TERRENO 3D

A fotogrametria digital com VANT permite representar a variável altimetria por meio de MDT, desenvolvidos com base em nuvens de pontos obtidas pelo método indireto de equipamentos de sensoriamento remoto. Duas representações de modelo são desenvolvidas: Modelo Digital de Terreno (MDT) e Modelo Digital de Superfície (MDS). No MDS os objetos sobre a superfície são representados (e.g. edifícios, vegetação) e no MDT apenas o relevo é representado. (Silva et al., 2016) Considerando que a área de estudo não apresenta objetos sobre a superfície o MDS representa o MDT.

Foi gerado um MDT a partir das curvas de nível obtidas através da filtragem das nuvens de pontos geradas pelas tecnologias de modelagem de superfície. Utilizando-se a nuvem de pontos filtradas, obtida com o software AgisoftPhotoscan, e os pontos cotados (PAT) na superfície do aterro controlado, foi criada, no software ArcGIS versão 10.3, uma Rede Triangular Irregular (Triangular Irregular Network - TIN), através da seguinte rotina de processamento: 1- Seleção de arquivos (formato shapefile): curvas de nível e pontos cotados. 2- Habilitação da extensão 3D Analyst. 3- 3D Analyst → Creat / Modify TIN → Creat TIN from Features; 4- 3D Analyst Tools → Terrain e TIN surface → Polygon Volume;

Realizada a rotina descrita, são determinados a área real superficial do terreno e o volume dos RSM aterrados.

DETERMINAÇÃO DA TAXA DE FLUXO DE LIXIVIADO

Para análise da geração da taxa de fluxo de lixiviado foi utilizado o método do balanço hídrico adaptado com base em Thornthwaite e Mather, segundo Equação 1: (Mateus et al., 2012)

$$\text{Água de entrada} = \text{Água de saída} + \text{Água Retida}$$

$$((P \cdot A) + U_w) = (ES + ETR + R + G + L) + (\Delta U_w) \quad \text{equação (1)}$$

Onde, P . A é a precipitação multiplicada pela área do aterro [m³], U_w é a umidade natural dos resíduos sólidos [m³], ES é o escoamento superficial [m³], ETR é a evapotranspiração real [m³], R é a água consumida nas reações químicas [m³], G é o vapor de água eliminado com os gases [m³], L é a taxa de fluxo de lixiviado [m³] e ΔU_w é a umidade retida nos resíduos [m³].

Para quantificação de vapor de água removido com o biogás, é necessário calcular a produção de biogás em aterros. Devido às incertezas de previsão, utilizam-se modelos simples, com o intuito de obter informações suficientemente confiáveis para desenvolvimento do modelo geral de previsão da taxa de fluxo de lixiviado.

Utilizou-se o modelo proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos por se tratar de uma equação cinética de primeira ordem consolidada na literatura. O modelo de emissões de gases de aterro utilizado foi o Landfill Gas Emissions Model (LandGEM), representado na Equação 2. Alguns parâmetros utilizados foram recomendados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas e pelo Banco Mundial. Dados locais também foram utilizados, sendo que o principal parâmetro - volume de resíduos aterrados – foi determinado através do modelo digital de terreno 3D. (USEPA, 2005; IPCC, 2006)

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1} k \cdot L_0 \cdot (M_i/10) \cdot e^{-k \cdot t_{ij}} \quad \text{equação (2)}$$

Onde, Q_{CH₄} é a geração anual de metano para o ano de cálculo (m³ . ano⁻¹), i é o incremento de tempo anual (1), n é a diferença entre (ano de cálculo) - (ano inicial de operação), j é o incremento de tempo anual (0.1), k é taxa de geração de metano (ano⁻¹), L₀ é a capacidade potencial de geração de metano (m³ . Mg⁻¹), M_i é a quantidade de resíduo em um determinado ano (Mg), t_{ij} é a idade da seção j de resíduos aceita no ano i.

O potencial de geração de metano (L₀) a partir dos resíduos foi obtido pela Equação 3.

$$L_0 = FCM \cdot DOC \cdot DOCf \cdot F \cdot (16/12) \quad \text{equação (3)}$$

Onde, L₀ é o potencial de geração de metano do lixo [ton de C_{H₄} . ton⁻¹ de RSM], FCM é o fator de correção de metano [%], COD é o carbono orgânico degradável [ton de C . ton de RSM⁻¹], CODf é a fração de COD dissociada [adimensional] e F é a fração de metano no biogás [%].

O cálculo da quantidade de COD foi obtido pela equação de regressão desenvolvida para a região sudeste do Brasil, Equação 4. (MCT, 2010)

$$COD_{xSE} = -0,000710593x + 1,584468345 \quad \text{equação (4)}$$

Onde, coeficiente angular = -0,000710593 [ton C . (tonRSM . ano)⁻¹]; coeficientes linear = 1,584468345 [ton C . (tonRSM . ano)⁻¹].

A fração CODf dissociada foi obtida pela Equação 5.

$$\text{CODf} = 0,014 \cdot T + 0,28 \quad \text{equação (5)}$$

Onde, CODf = fração de COD dissimilada; T é a temperatura na zona anaeróbia [° C].

RESULTADOS

A área de estudo encontra-se no médio Vale do Paraíba do Sul, entre a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira a uma latitude 22° 23' - 22° 40' sul e longitude 44° - 44° 12' oeste. O local do estudo fica a 25 km do centro da cidade de Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil. O início da disposição irregular de RSM foi em 1987. Em 2007 o lixão foi parcialmente remediado, transformando-se em aterro controlado.

MODELO DIGITAL DE TERRENO 3D DA ÁREA DE ESTUDO

O MDT foi desenvolvido através das curvas de nível obtidas através da nuvem de pontos gerada pela sobreposição de 246 ortofotos.

Os resultados do voo realizado nesse estudo estão descritos na Tabela 1 e a Tabela 2 indica os Erros Médios Quadráticos (EMQ) nos três eixos (x, y e z) dos pontos de controle no solo que foram utilizados para avaliação de precisão.

Tabela 1. Características do voo realizado. Fonte: Autor do trabalho.

Número de imagens: 246	Estações de câmeras: 242
Altitude média de voo: 119.957 m	Pontos de ligação: 434905
Resolução no solo: 0.0370436 m/pix	Projeções: 1096930
Área de cobertura: 0.503073 sq km	Erro: 0.907785 pix

Os erros médios obtidos com as imagens da câmera fotográfica foram de 9,5 m para o eixo X, 11,77 m para o eixo Y e 10,33 m para o eixo Z. São erros de elevado valor que são corrigidos automaticamente com a introdução das coordenadas dos pontos de apoio no solo obtidos com o GNSS durante o pós-processamento. O software utiliza as coordenadas obtidas com o GNSS como referência em sua aerotriangulação, com isso ele transporta estas coordenadas para o restante dos pixels na imagem fazendo assim o georreferenciamento das imagens em que cada pixel da imagem terá sua coordenada estabelecida. Ainda com os pontos de apoio e por meio de processo de análise de pixel a pixel, o software realiza a identificação automática dos pontos homólogos, também denominados de pontos de ligação (*Tie Points*) que neste estudo totalizaram 434.905 pontos, expressivamente maior em relação a um levantamento convencional (5.023 pontos com GNSS). (Silva et al., 2016) Foram realizadas 246 capturas de imagens em 242 posições diferentes utilizadas para geração da ortofoto, alcançando um resultado final com uma acurácia enorme em relação as aerofotos individuais.

Com os dados da Tabela 1 é possível encontrar a escala cartográfica da ortofoto através do cálculo do GSD. O GSD pode ser confirmada através da Equação 6.

$$\text{GSD} = (d \cdot hv) \cdot f^{-1} \quad \text{equação (6)}$$

Onde, hv é a altura média do voo, f é a distância focal da câmera e d é a dimensão física do pixel no sensor. Obteve-se um resultado de: GSD = 0,043 m ou 4,3 cm, confirmando O GSD estabelecido inicialmente de 4 cm. Portanto a escala cartográfica é de 1:400.

Tabela 2. Erros médios quadráticos entre as distâncias das coordenadas dos pontos de controle no solo e das coordenadas das ortofotos. Fonte: Autor do trabalho.

Pontos	X erro (m)	Y erro (m)	Z erro (m)	Erro (m)	Projeções	Erro (pix)
PC1	0.095086	0.033366	-0.020649	0.102960	13	0.865925
PC2	-0.027270	-0.044214	-0.172140	0.179807	10	0.837532
PC3	-0.060074	-0.012964	-0.007562	0.061920	5	0.269254
PC4	0.096080	0.036987	0.027292	0.106510	4	0.307263
PC5	-0.163865	-0.016133	-0.120826	0.204233	6	0.460727
PC7	0.030052	-0.015812	-0.023063	0.041049	18	0.257590
PC8	0.043154	-0.002165	0.074088	0.085767	14	0.434430
PC9	-0.066381	0.023280	-0.025923	0.074969	16	0.326107
PC10	-0.023247	-0.093424	-0.250254	0.268133	13	1.910172
PC11	-0.085982	0.008585	0.094457	0.128019	10	0.915775
PC12	-0.019735	0.032589	-0.236257	0.239310	9	1.027207
PC13	0.063005	-0.069506	-0.190350	0.212212	17	3.724849
PC15	-0.009450	0.048250	0.697045	0.698777	16	5.557292
Erro	0.019295	0.011074	0.062008	0.247038	151	2.329814

Os padrões de classificação de precisão para ortofoto, obtidos com fotogrametria convencional digital relacionam o GSD com os erros médios quadráticos nos três eixos. Para esta pesquisa estes valores foram para o GSD = 0,043 m e para os erros médios quadráticos no eixo X de $EMQ_x = 0.019295$ m, no eixo Y de $EMQ_y = 0.011074$ m e no eixo Z foi de $EMQ_z = 0.062008$ m. De acordo com a Especificação Técnica para a Aquisição de Dados Geoespaciais Vetoriais e o Padrão de Exatidão Cartográfica (Decreto nº 89.817/84) a classe obtida nesta pesquisa é classe A (levantamentos de alta precisão). (Silva et al., 2016)

Utilizando as nuvens de pontos obtidas no levantamento realizado em campo com o VANT, foram geradas curvas de nível a cada metro. As curvas de nível foram introduzidas no ambiente SIG – ArcGis - e o MDT foi desenvolvido – Figura 1. Este MDT apresenta uma Rede Triangular Irregular (TIN), utilizando os PAT para representar a superfície por meio de uma estrutura formada por triângulos interligados, representando melhor a superfície não homogênea e as variações locais da área de estudo. A varredura com o VANT através da correlação de imagens sobrepostas, obteve uma nuvem de pontos com mais de 1 milhão de pontos e densidade média de 29,83 pontos/m².

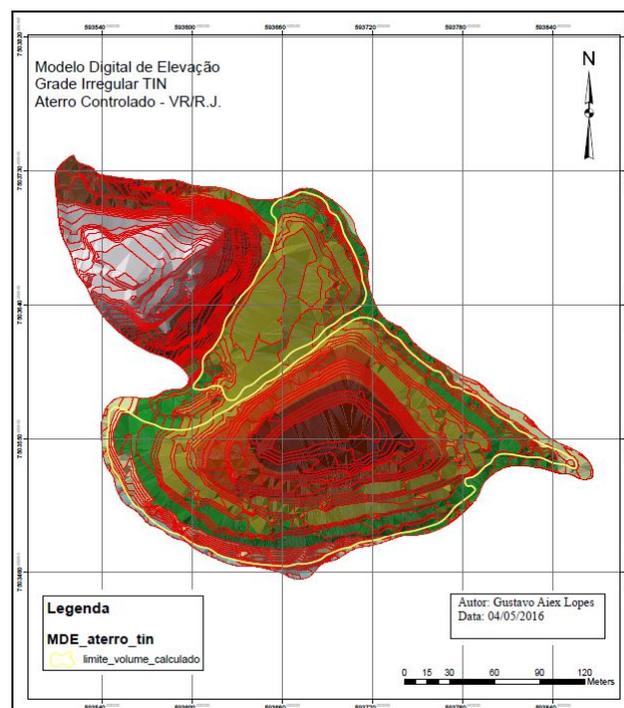


Figura 1: Rede Triangular Irregular / Limite da área de estudo para cálculo do volume. Fonte: Autor do trabalho.

O modelo foi desenvolvido pela interpolação de valores de elevação (eixo Z), criando triângulos entre uma linha de contorno e outra. O modelo representa o espaço abaixo de um grupo de triângulos de vários tamanhos. Os limites dos polígonos se cruzam com a zona de interpolação de superfície da base ($Z = 0$ m) para calcular o volume de resíduos aterrados, identificando a área comum entre eles. Com isso o volume e a área de superfície são calculados individualmente para todos os triângulos e também para suas partes que estão dentro do polígono interceptado. O volume calculado considera o relevo real e não apenas a área superficial. Os parâmetros morfológicos do aterro controlado são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Área real de superfície, volume de RSM aterrados e perímetro do aterro controlado. Fonte: Autor do trabalho.

Área/Parâmetros	Área (m ²)	Perímetro (m)	Volume (m ³)
Área 1	7.739,73	393,9	47.419,1
Área 2	29.031,23	789,33	488.336,68
Total	36.770,96	1.183,23	535.755,79

Para calcular o volume entre as superfícies, utilizou-se o método de interpolação não-linear (vizinhos naturais). Os resultados apresentados na Tabela 3 são dados de entrada para quantificação da taxa de fluxo de lixiviado e biogás. Segundo Silva et al. (2016), o aerolevantamento com VANT apresenta as seguintes características em relação aos levantamentos tradicionais: tempo de levantamento 98,9% menor em relação ao levantamento com GNSS e 98,61% menor em relação ao levantamento com LIDAR (tecnologia de *Laser Scanner*); custo do equipamento 27% menor em relação ao levantamento com GNSS e 93,12% menor em relação ao levantamento com LIDAR e por fim 70% mais preciso que o levantamento com GNSS e 77% mais preciso que o levantamento com LIDAR.

PARÂMETROS DE ENTRADA NO BALANÇO HÍDRICO GLOBAL ADAPTADO

CLIMA E PRECIPITAÇÃO NA ÁREA DE ESTUDO

Para realizar o balanço hídrico, admitiu-se que as fugas pelas laterais seriam apenas oriundas do escoamento superficial e não do escoamento sub-superficial. Considerou-se um meio anisotrópico e heterogêneo. A modelagem do balanço hídrico climático foi realizada para o período 2007 – 2015, pois foi a partir de 2007 que a área foi transformada em aterro controlado. Antes desse ano os resíduos eram dispostos aleatoriamente sem nenhum controle.

Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Climatológica de Volta Redonda (Código da estação: 2244041), operada pela empresa pública Companhia de Pesquisa de Recursos Naturais (Serviço Geológico do Brasil – CPRN). O balanço hídrico foi realizado utilizando a precipitação média mês a mês do período 1987 – 2015.

O cálculo da Evapotranspiração Real leva em consideração a taxa de infiltração. Nesse sentido, quando a Infiltração for maior que a Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real é igual a potencial. Em contrapartida, quando a Infiltração for menor que Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real torna-se umidade do solo. As Equações 7 e 8 representam a situação descrita.

$$ETR = ETP \text{ para } I - ETP > 0 \text{ e } I = P - ES \quad \text{equação (7)}$$

$$ETR = ETP + [(I - ETP) - \Delta As] \text{ para } I - ETP < 0. \quad \text{equação (8)}$$

Onde, ETR é a Evapotranspiração Real, ETP é a Evapotranspiração Potencial, I é a Infiltração, ES é o Escoamento Superficial e ΔAs é a Variação mensal da quantidade de água armazenada na cobertura do solo.

A Evapotranspiração Potencial foi calculada através da Equação 9. No entanto alguns outros parâmetros precisam ser obtidos para prosseguimento da modelagem. Os cálculos dos parâmetros necessários são representados pelas Equações 10, 11 e 12.

$$ETP = Fc \cdot 16 \cdot (10 \cdot T \cdot I - 1)^a \quad \text{equação (9)}$$

Onde, ETP é a Evapotranspiração Potencial (30 dias de 12 horas: mm/mês), T é a Temperatura média do ar (°C) e Fc é o Fator de correção em função da latitude e do mês, a é o coeficiente de ajuste da variação da temperatura e I é o Índice anual de calor;

$$F_c = (N \cdot ND) \cdot 360^{-1} \quad \text{equação (10)}$$

Onde, N é o fotoperíodo para o 15º dia, ND representa o número de dias dos meses.

$$a = 67,5 \cdot 10^{-8} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-6} \cdot I^2 + 0,01791 \cdot I + 0,492 \quad \text{equação (11)}$$

$$I = \sum_{i=1}^{12} (t_i \cdot 5^{-1})^{1,514} \quad \text{equação (12)}$$

Onde, t_i é a temperatura do mês analisado (°C);

Cálculo do coeficiente de ajuste de temperatura: $a = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot (112,2898)^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot (112,2898)^2 + 1,7912 \cdot 10^{-5} \cdot (112,2898) + 0,49239 \Rightarrow a = 2,4$.

Para calcular a Evapotranspiração Real (ETR) é necessário fazer o ajuste ao calcular o fator de correção de acordo com a luz solar média diária para a latitude específica da área de estudo.

Foi obtida a ETR como exemplo para o mês de janeiro: $ETR = 91,31 \cdot (N \cdot ND) \cdot 360^{-1} = (91,31) \cdot (1,13) = 103,1 \text{ mm}$.
 Através dos cálculos, obteve-se a evapotranspiração real para cada mês indicados na coluna ETR da Tabela 4.

Tabela 4. Evapotranspiração potencial, média de horas diárias de luz solar (no 15º dia do mês até a latitude 22º), fator de correção e evapotranspiração real. Fonte: Autor do trabalho.

Meses	T	I _{total}	A	ETP	Fotoperíodo	ND	Fator de correção	ETR
Janeiro	23,25	112,289	2,4	91,31989	13,2	31	1,13	103,191475
Fevereiro	23,25	112,289	2,4	91,31989	12,7	28	0,9	82,18790047
Março	23,25	112,289	2,4	91,31989	12,1	31	1,04	94,97268499
Abril	22,25	112,289	2,4	82,15639	11,5	30	0,9	73,94075168
Maio	22,25	112,289	2,4	82,15639	10,9	31	0,9	73,94075168
Junho	22,25	112,289	2,4	82,15639	10,7	30	0,8	65,7251126
Julho	19,5	112,289	2,4	60,18348	10,8	31	0,9	54,16513
Agosto	19,5	112,289	2,4	60,18348	11,2	31	0,9	54,16513
Setembro	19,5	112,289	2,4	60,18348	11,9	30	0,9	54,16513
Outubro	22,5	112,289	2,4	84,84617	12,5	31	1,07	90,78540478
Novembro	22,5	112,289	2,4	84,84617	13,1	30	1,09	92,48232824
Dezembro	22,5	112,289	2,4	84,84617	13,3	31	1,1	93,33078996

ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial foi estimado usando os coeficientes em função da declividade e da divisão entre as estações seca e chuvosa (estação seca - média inferior a 90 mm.mês⁻¹ e estação chuvosa - média superior a 90 mm.mês⁻¹), utilizando a Equação 13 (MCTI/MC, 2003).

$$C = C' \cdot \alpha \quad \text{equação (13)}$$

Onde, C é o escoamento superficial [m³], C' é o coeficiente de escoamento que depende do tipo de solo e α é o coeficiente dependente das divisões das estações – Tabela 5.

A declividade foi obtida através da interpolação das curvas de nível, sendo a declividade média de 2%. O tipo de solo na área de estudo é argila dura (IC = 1,54) muito plástica (IP = 22,01) conforme se verifica através dos dados da Tabela 6.

Tabela 5: Coeficiente de escoamento superficial para aplicação do método do balanço hídrico climático. Fonte: MCTI/MC, 2003.

Tipo de solo	Declividade %	(α)	
		Estação Seca	Estação Úmida
Arenoso	0-2	0,17	0,34
C=0,3	2-7	0,34	0,50
Argiloso	0-2	0,33	0,43
C=0,4	2-7	0,45	0,55

Tabela 6: Características físicas do solo. Fonte: Araújo, 2010.

Parâmetros	Unidade	Resultados
Capacidade de Troca Catiônica	mg/dm ³	432,20
Porcentagem de matéria orgânica	g/Kg	23,11
Umidade à 105°C	%	9,667
Densidade Real dos Grãos	g/dm ³	2,660
Limite de liquidez	%	54,89
Limite de plasticidade	%	32,88
Índice de plasticidade	%	22,01
Fração <5µm	%	37
Massa específica aparente seca	g/cm ³	1,651
Umidade ótima	%	20,9

Considerando a umidade do solo para o grau da Evapotranspiração Real, os seguintes parâmetros foram calculados: P - ETP: recarga (com potencial percolação) ou retirada potencial de água na camada de cobertura do aterro; Σ (P - ETP): perda potencial de água acumulada, que corresponde a soma dos valores negativos de Σ (P - ETP); ARM: armazenamento de água na camada de solo do aterro obtido em função de Σ NEG (I - ETP); ALT: variação mensal da quantidade de água armazenada na cobertura de solo.

A determinação dos parâmetros - Tabela 7 - considerou a capacidade de campo em função do tipo de solo segundo cálculo de excedente hídrico para aterros sanitários, proposto pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET): Capacidade de água disponível CAD = 300 mm de água / metro de profundidade.

Tabela 7. Balanço Hídrico Climático para o aterro controlado. Fonte: Autor do trabalho.

Mês	P	ES= P.C'	ETP	P-ETP	Neg	CAD	ARM	ALT	ETR
Jan.	270,12	59.42	103.19	166.93	0	300	300	0	103.19
Fev.	203,26	44.71	82.18	121.07	0	300	300	0	82.18
Mar.	177,73	39.10	94.97	82.76	0	300	300	0	94.97
Abr.	84,26	15.16	73.94	10.32	0	300	300	0	73.94
Mai	54,18	9.75	73.94	-19.75	-19.75	300	280.88	-19.11	73.30
Jun.	23.50	4.23	65.72	-42.22	-61.97	300	244.00	-36.87	60.37
Jul.	27.27	4.90	54.16	-26.89	-88.86	300	223.08	-20.92	48.19
Ago.	20.03	3.60	54.16	-34.12	-122.99	300	199.09	-23.98	44.02
Set.	62.88	11.31	54.16	8.72	-110.13	300	207.81	8.72	54.16
Out.	102.68	22.59	90.78	11.90	0	300	219.71	11.90	90.78
Nov.	157.86	34.72	92.48	65.37	0	300	285.09	65.37	92.48
Dez.	222,52	48.95	93.33	129.19	0	300	300	14.90	93.33

Com base nos resultados apresentados na Tabela 7, obteve-se uma estimativa de evapotranspiração real média de 64% da precipitação média. A verificação da exatidão dos cálculos está demonstrada na Tabela 8, indicando que o balanço hídrico climático se encontra em equilíbrio.

Tabela 8. Verificação do Balanço Hídrico Climático. Fonte: Autor do trabalho.

Aferição	Σ ETP + Σ (P-ETP)	P
P = Σ ETP + Σ (P-ETP)	1406	1406
Σ ETR + Σ EXC		
P = Σ ETR + Σ EXC	1406	1406
ETP		
ETP = Σ ETR + Σ DEF	933	933
Σ ALT		
Σ ALT = 0	0	

ÁGUA PROVENIENTE DA UMIDADE NATURAL DOS RESÍDUOS

A densidade média adotada para os resíduos sólidos aterrados com compactação foi de 700 kg.m⁻³ segundo relatório desenvolvido em diversos aterros pela Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República. (SEDU, 2001) O teor de umidade adotado foi de 60%, que é a quantidade de água presente nos resíduos medidos como uma porcentagem do seu peso, de acordo com os relatórios desenvolvidos pela Empresa de Pesquisa Energética que verificou o potencial de geração elétrica a partir de RSM. (EPE, 2014) O volume de cobertura dos resíduos de 19.551

m³ foi subtraído do volume total obtido através do MDT (RIZOMA, 2007). O volume obtido foi dividido pelos anos de operação de disposição na área (26 anos), obtendo-se a média de 19.854,03 m³. A água proveniente da umidade calculada ano a ano foi de 8.291,043 m³.

ÁGUA CONSUMIDA EM REAÇÕES QUÍMICAS

O consumo de água em reações químicas é baseado na equação do balanço de massa para decomposição de matéria orgânica facilmente biodegradável. A determinação desse montante é realizada pela Equação 14 (Christensen e Kjeldsen, 1989).



Obteve-se o consumo de água devido à matéria orgânica. Consumo de água: $R = (288/1741) = 16,542\%$ da matéria orgânica seca.

No presente estudo, a fração de carbono orgânico que pode decompor é recomendada pelo IPCC, igual a 50%. Levou-se em consideração tanto o resíduo rapidamente degradável quanto o lentamente degradável, respectivamente comida e papel / papelão. A água consumida em reações químicas ano a ano foi de 1.142,92 m³.

VAPOR DE ÁGUA REMOVIDO COM BIOGÁS

Para calcular o vapor de água removido através do biogás, primeiro foi estimada a quantidade de metano gerada. A eliminação de água com o biogás foi estimada usando a Equação 16.

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad \text{equação (16)}$$

Onde, P é a pressão de vapor em determinada temperatura [kN. M⁻²] em que foi adotado $P = 7,5 \text{ kN. M}^{-2}$ a 40 ° C, V é o volume, n é o número de moles contidos na massa fluida [moles], R é a constante de gás universal [N.m.mol⁻¹.K⁻¹] em que foi adotado $R = 8,314 \text{ N.m.mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ e T é a temperatura absoluta [K]. $T = 313 \text{ K}$ (40 ° C)

Para estimar a geração de metano, são necessários os seguintes parâmetros: FCM, COD, COD_f, F; K e L₀. O fator de correção adotado foi sugerido pelo IPCC, de acordo com as características da área. O valor do FCM utilizado foi de 0,6 (The World Bank, 2004). Foi utilizada a equação de regressão linear para cálculo do DOC na região sudeste do Brasil: $\text{DOC}_{SE} = -0,000710593x + 1.584468345$.

A fração de COD_f dissimilada foi de 0,77, para a temperatura de 35° C. O valor de 0,5 foi adotado para a fração de metano presente no biogás (F), como recomendado pelo IPCC. A densidade de metano utilizada foi de 0.0007168 ton.m⁻³. A constante de decaimento (k) utilizada levou em consideração os valores fornecidos pelo Banco Mundial devido à precipitação e o valor adotado foi de 0,06. O potencial de geração de metano (L₀) foi calculado usando o carbono orgânico degradável. Para o modelo LandGEM foi usado a média obtida de todos os anos de operação da área de $L_0 = 56 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$.

A Tabela 9 apresenta as estimativas da geração de metano usando o modelo LandGEM e o vapor de água removido através do biogás. Considerou-se o fluxo de biogás como duas vezes o fluxo de metano.

Tabela 9. Geração de metano, biogás e vapor de água. Fonte: Autor do trabalho.

Ano	LandGEM (m ³)	Biogás (m ³)	G (m ³)	Ano	LandGEM (m ³)	Biogás (m ³)	G (m ³)
1987	0	0	0	-	-	-	-
1988	45.460	90.920	4,7132928	2006	545.500	1.091.000	56,55744
1989	88.270	176.540	9,1518336	2007	559.200	1.118.400	57,977856
1990	128.600	257.200	13,333248	2008	572.100	1.144.200	59,315328
1991	166.600	333.200	17,273088	2009	584.200	1.168.400	60,569856
1992	236.000	472.000	24,46848	2010	595.600	1.191.200	61,751808
1993	267.700	535.400	27,755136	2011	606.400	1.212.800	62,871552
1994	297.600	595.200	30,855168	2012	616.500	1.233.000	63,91872
1995	325.700	651.400	33,768576	2013	580.600	1.161.200	60,196608
1996	352.200	704.400	36,516096	2014	546.800	1.093.600	56,692224
1997	377.100	754.200	39,097728	2015	515.000	1.030.000	53,3952

1998	400.600	801.200	41,534208	2016	485.000	970.000	50,2848
1999	422.800	845.600	43,835904	2017	456.700	913.400	47,350656
2000	443.600	887.200	45,992448	2018	430.100	860.200	44,592768
2001	463.200	926.400	48,024576	2019	405.100	810.200	42,000768
2002	481.700	963.400	49,942656	2020	381.500	763.000	39,55392
2003	499.100	998.200	51,746688	2021	359.300	718.600	37,252224
2004	515.500	1.031.000	53,44704	2022	338.400	676.800	35,085312
2005	530.900	1.061.800	55,043712	2023	318.700	637.400	33,042816

Os valores encontrados na Tabela 9 para a quantidade de água que é removida com o biogás foram utilizados como parâmetros de entrada para a quantificação da taxa de fluxo de lixiviado.

GERAÇÃO DA TAXA DE FLUXO DE LIXIVIADO

A água retida na massa de resíduos e rejeitos acima da capacidade do campo varia de acordo com seu peso específico e foi considerada 30% para esta simulação. A estimativa da taxa de fluxo de lixiviado foi realizada para o período de 2007 a 2015, pois em 2007 a área sofreu modificações estruturais significativas. A modelagem é indicada na Tabela 10. A variação do fluxo de lixiviado no tempo é mostrada na Figura 2 e a Figura 3 mostra a variação do fluxo de lixiviado influenciado pela precipitação.

Tabela 10: Balanço hídrico global - estimativa do fluxo de lixiviado para o período de 2007 – 2015. Fonte: Autor do trabalho.

Parâmetros	Unid.	Ano									
		2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	
A	m ²	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770	
C'		0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	
m _i	Ton	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897	
P	Mm	906	1486	2043	1539	852	1441	1578	949	1401	
P	m ³	33313	54640	75121	56589	31328	52985	58023	34894	51514	
U _w	%	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	
U _w	m ³	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291	
R	m ³	6663	10928	15024	11318	6266	10597	11605	6979	10303	
ETR	m ³	21320	34969	48077	36216	20049	33910	37134	22332	32969	
R	m ³	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142	
G	m ³	58	59	60	61	62	63	60	56	53	
L	m³	9934	13345	16621	13655	9612	13076	13885	10189	12851	
ΔU _w	m ³	2487	2487	2487	2487	2487	2487	2487	2487	2487	



Figura 2: Variação do fluxo de lixiviado no tempo. Fonte: Autor do trabalho

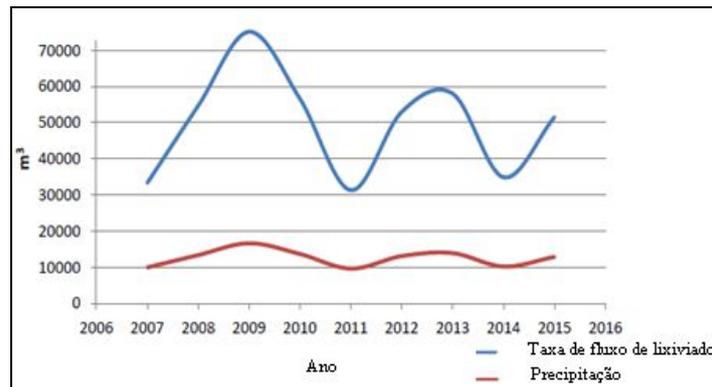


Figura 3: Variação do fluxo de lixiviado influenciado pela precipitação. Fonte: Autor do trabalho.

A Tabela 10 mostra a variação da taxa de fluxo de lixiviado calculada para período de recuperação da área (2007 - 2015). A variação do fluxo é fortemente influenciada pelas condições climáticas e representa em média 63,3% da precipitação que se torna percolação. Verifica-se através da Figura 2 que os picos de geração de fluxo de lixiviado ocorrem nos períodos de maior precipitação. O maior valor volumétrico anual de lixiviado foi de 16.621 m³ no ano de 2009, devido ao encerramento das atividades em 2007 e à cobertura dos RSM expostos no mesmo ano.

Através da análise das Figuras 2 e 3, pode-se observar uma relação direta entre a geração de lixiviado e a variação da precipitação. A curva de tendência inferida na Figura 2 indica diminuição geração de lixiviado ao longo do tempo, principalmente pela redução da quantidade de resíduos dispostos na área, o que leva à redução da umidade dos RSM aterrados.

É possível afirmar que a integração entre os modelos representam bem a realidade de geração de lixiviado na área de estudo, principalmente quando os valores estimados são comparados com os valores do sistema de coleta das quatro lagoas existentes na área de estudo de 1,708 m³ . h⁻¹ para o ano de 2010 (Rizoma, 2007)

Foi determinado o desvio estimado para geração de fluxo de lixiviado (erro percentual) de 8,75% inferior aos dados de campo para o ano de 2010. Quando os desvios médios são determinados para os anos 2007 – 2015 obtém-se um valor de 15,97% inferior à média obtida em campo. No entanto alguns valores estimados na modelagem apresentam um desvio padrão elevados, como os dos anos de 2007 (2515,5), 2011 (2676,5) e 2014 (2388) influenciados primordialmente pela baixa precipitação nesses anos. Quando esses dados são retirados da análise comparativa, obtém-se um desvio estimado de 7,08% inferior.

Os resultados apresentados pela literatura apresentam semelhança com os resultados obtidos nesta pesquisa., respeitando as devidas proporções de área, clima, umidade inicial e outros fatores intervenientes.

CONCLUSÃO

A taxa de fluxo de lixiviado apresenta uma correlação positiva à variação da precipitação no tempo e, portanto, o sistema de drenagem e o material de cobertura dos RSM devem ser dimensionados de forma que minimize a sinergia entre os fatores de geração da taxa de fluxo de lixiviado e biogás.

A área de superfície real encontrada foi de 36.770,96 m² e o volume de RSM aterrados foi de 535.755,79 m³. A ortofoto georreferenciada obtida com a sobreposição das bandas espectrais das imagens capturadas pela câmera fotográfica acoplada ao VANT mostrou uma precisão de 4,3 cm (18,49 cm²). A precisão obtida através da nuvem de pontos do aerolevantamento proporcionou o desenvolvimento de curvas de nível a cada metro. Utilizando o ambiente SIG – ArcGis- foi desenvolvido o Modelo Digital de Terreno 3D através de Rede Triangular Irregular – MDT TIN, fornecendo o os dados de área real de cobertura e a quantidade de RSM aterrados. Os valores determinados através do MDT foram utilizados para cálculo da geração de biogás, obtendo-se no ano de pico (2012) de geração o valor de 1.233.000,00 m³ (cinco anos após encerramento das atividades de recuperação) - e pico de geração de fluxo de lixiviado – 16.621 m³ em 2009 (dois anos após encerramento das atividades). O desvio estimado para o fluxo de lixiviado (erro percentual) de 8,75% inferior aos dados de campo para o ano de 2010 indica a precisão da modelagem.

A possibilidade da utilização de resultados de análise de SIG à área de disposição de RSM a partir de sensoriamento remoto (VANT) permite a definição de valores precisos que podem ser utilizados para modelagem de diversos

parâmetros. Devido às condições econômicas de países em desenvolvimento as áreas irregulares de disposição de RSM (aproximadamente 3000 sítios no Brasil) foram e continuam sendo negligenciadas.

Nesse sentido, a metodologia utilizada nesta pesquisa apresenta métodos de baixo custo de aquisição e de trabalho de dados para que a administração pública, em todas as suas esferas (federal, estadual e municipal) possa promover a recuperação dessas áreas sem dimensionamentos superestimados ou subestimados.

A metodologia integrada entre SIG, sensoriamento remoto, balanço hídrico e *LandGEM* é, portanto, fundamental para identificar, gerar e atualizar dados de áreas de disposição de RSM sem histórico operacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Associação Brasileira de Empresas De Limpeza Pública (Abrelpe). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016. 12 ed. São Paulo: Abrelpe, 2016.
2. Araújo, A. S. F. Estudo experimental e numérico da migração de íons no solo do Aterro Municipal de Volta Redonda. 2010. 200 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) – Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica, Universidade Federal Fluminense. 2010.
3. Atta, M.; Yaacob, W. Z. W.; Jaafar, O. B. The potential impact of leachate-contaminated groundwater of an ex-landfill site at Taman Beringin Kuala Lumpur. *Environmental Earth Sciences*, v. 73, n. 7, p. 3913-3923. 2015
4. Ministério de Ciências Tecnologia e Inovação (MCTI). Terceiro Inventário Brasileiro das emissões e remoções antrópicas de Gases de Efeito Estufa: Relatório de referência. Setor de tratamento de resíduos. 2015. Disponível em:
http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706163/RR_Tratamento+de+Res%C3%ADduos_III+Invent%C3%A1rio.pdf/a4edb776-2971-4b84-8030-153ee290f0cb. Acesso em 18 de janeiro de 2017.
5. Empresa De Pesquisa Energética (EPE). Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos. Nota Técnica DEA 18/14. Rio de Janeiro: EPE. 2014.
6. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change: Volume 5. Disponível em: www.ipcc.ch.. Acesso: 20 dezembro 2016..
7. Mateus, M. S. C. S.; Machado, S. L; Barbosa, M. C. An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Management*, v. 32, p. 471 – 481. 2012.
8. Ministério Ciência, Tecnologia e Inovação / Ministério das Cidades (MCTI/MC.). Programa De Pesquisa Em Saneamento Básico: PROSAB. Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Armando Borges de Castilhos Junior (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 294 p.
9. Rizoma Engenharia e Paisagismo. Projeto Executivo de Remediação e Encerramento do “Lixão” de Volta Redonda. Equipe Técnica: Simone da Costa Minervin, Marcelo Ferreira Rodrigues, Francisco J. P. Oliveira, Paulo Fernando Zátome Medeiros, Daniela Vaz, Edson Thiago Santoro Alves. Brasil. Prefeitura Municipal de Volta Redonda. 2007.
10. Silva, C. A.; Romariz, C.; Michael, D.; Souto, V. S.; Dos Santos, A. L. S.; Eustaquio, V. A.; Bicho, C. P.; Sabadia, J. A. B. Evaluating the accuracy in volume calculation in a pile of waste using UAV, GNSS and LiDAR. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 22, n. 1, p.73 – 94. 2016.
11. Sistema Nacional de Informações sobre saneamento (SNIS). Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2015. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>. Acesso: 01 abril 2017.
12. Srivastava, V.; Ismail, S. A.; Singh, P.; Singh, R. P. Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. *Reviews in Environmental Science And Bio-Technology*, v. 14, n. 2, p. 317 – 337. 2015.
13. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User’s Guide, EPA-600/R-05/047. Disponível em: www.epa.gov/ttn/catc/dir1/LandGEM-v302-guide.pdf. Acesso: 20 dezembro 2016.
14. Zairi, M.; Aydi, A.; Dhia, H. N., Leachate generation and biogas energy recovery in the Jebel Chakir municipal solid waste landfill. *Journal of Material, Cycles Waste*. 16(1), 141-150. 2014.
15. Wu, D.; Wang, T.; Huang, X.; Dolfing, J.; Xie, B. Perspective of harnessing energy from landfill leachate via microbial fuel cells: novel biofuels and electrogenic physiologies. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 99, n. 19, p. 7827-7836. 2015.